



UNIVERSIDADE DO VALE DO TAQUARI - UNIVATES
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO PROCESSO FOTO-FENTON COMBINADO
COM LODO ATIVADO APLICADO NO TRATAMENTO DO LIXIVIADO DO
ATERRO DE SANTA TECLA EM GRAVATAI-RS**

Israel Santos Reis

Lajeado, novembro de 2018

Israel Santos Reis

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO PROCESSO FOTO-FENTON COMBINADO
COM LODO ATIVADO APLICADO NO TRATAMENTO DO LIXIVIADO DO
ATERRO DE SANTA TECLA EM GRAVATAI-RS**

Trabalho apresentado na disciplina de Trabalho de Conclusão de Curso – Etapa II, na linha de formação específica de Engenharia Ambiental, do Centro Universitário UNIVATES, como parte da exigência para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dra. Maria Cristina de Almeida

Lajeado, novembro de 2018

AGRADECIMENTOS

A professora orientadora Maria Cristina, por sua dedicação, pela paciência, e por seus valiosos ensinamentos, os quais foram essenciais para o meu aprendizado.

Também a todas as pessoas que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste Trabalho de Conclusão de curso de Engenharia Ambiental.

Em especial a minha família, esposa e filhas que sempre foram a razão de tudo.

.

RESUMO

A geração de lixiviado em aterros sanitários no Brasil tem sido amplamente discutida pela sociedade em geral, uma vez que são efluentes com elevadas cargas de poluentes recalcitrantes, de difícil degradação e de elevada toxicidade. Estes podem causar sérios impactos, tanto em solos, águas subterrâneas e organismos aquáticos de corpos hídricos. O presente trabalho descreve a aplicação do processo de oxidação avançada, método foto-fenton, combinado com tratamento por lodo ativado com etapa anóxica, como alternativa para o tratamento do efluente gerado no aterro Santa Tecla em Gravataí-RS. O modelo foi composto por um processo foto-fenton, para degradação de material recalcitrante e aumento da biodegradabilidade do efluente. Em seguida, um tratamento por lodo ativado, com etapa anóxica, para remoção da carga nitrogenada. O trabalho foi avaliado pela análise da eficiência remoção da demanda química (DQO) e bioquímica de oxigênio (DBO_5), de nitrogênio total Kjeldahl e de toxicidade, pelo método de germinação e sementes de *Lactuca sativa*, (alface) em comparação com os resultados de no efluente bruto gerado no aterro, com vistas no enquadramento na legislação vigente de lançamento de efluentes em corpos receptores. O ensaio de tratamento por foto-fenton, mostrou uma eficiência de remoção de cor de 96,2%, DBO_5 = 66,4%, DQO = 75,8 %, e Nitrogenio total kjeldalh = 30,2%, com dosagem de Fe^{+2} = 708 mg/L e razão molar H_2O_2/Fe^{+2} = 2,1. O tratamento combinação de foto-fenton com lodo ativado aeróbio, com etapa anóxica, mostrou uma eficiência de remoção de 87,5% na DQO, 89% na DBO_5 e 80,2% no nitrogênio total kjeldahl. Em relação a toxicidade, para o lixiviado bruto, a taxa de germinação foi 100% na concentração de 12,5%, que corresponde a concentração em que não foi observado efeito inibitório. Nas concentrações de 25%, 50% e 100% a taxa de germinação foi zero. No efluente final, resultante do modelo de tratamento proposto, a germinação absoluta é de 93,33% para as concentrações de 25, 50 e 100% de efluente tratado, sendo as concentrações onde o efeito inibitório é observado. Os dados demonstram que o tratamento foto-fenton combinado com lodo ativado, com etapa anóxica, aplicado no tratamento do lixiviado do aterro de Santa Tecla, obteve remoções suficientes para enquadrar os parâmetros de lançamento na da legislação vigente, com uma perspectiva de baixo custo.

Palavras-chave: Foto-fenton. Lodo Ativado. Toxicidade. Efluente de aterro sanitário.

ABSTRACT

The generation of leachate in landfills in Brazil has been widely discussed by society in general, since they are effluents with high loads of recalcitrant pollutants, difficult to degradation and high toxicity. These can cause serious impacts on both soil, groundwater and aquatic bodies of water bodies. The present work describes the application of the advanced oxidation process, photo-fenton method, combined with activated sludge treatment with anoxic step, as an alternative for the treatment of the effluent generated at the Santa Tecla landfill in Gravataí-RS. The model was composed by a photo-fenton process, for degradation of recalcitrant material and increase of the biodegradability of the effluent. Then, an activated sludge treatment, with an anoxic step, to remove the nitrogen load. The work was evaluated by the analysis of the chemical (COD) and biochemical oxygen demand (BOD₅), total nitrogen Kjeldal, le toxicity by the germination method and *Lactuca sativa* seeds (lettuce) in comparison with the results of the gross effluent generated in the landfill, with a view to complying with the current legislation on the discharge of effluents into receiving bodies. The photo-fenton treatment assay showed a 96.2% color removal efficiency, BOD₅ = 66.4%, COD = 75.8%, and total kjeldalh nitride = 30.2%, with $\text{Fe}^{+2} = 708 \text{ mg/L}$ and molar ratio $\text{H}_2\text{O}_2 / \text{Fe}^{+2} = 2:1$. The final treatment, combining photo-fenton with activated aerobic sludge, with an anoxic step, showed a removal efficiency of 87.5% in COD, 89% in BOD₅ and 80,2% in total nitrogen kjeldahl. In relation to toxicity, the germination rate for the crude leachate was 100% at the concentration of 12.5%, which corresponds to the concentration in which no inhibitory effect was observed. At concentrations of 25%, 50% and 100% the germination rate was zero. In the final effluent, resulting from the proposed treatment model, the absolute germination is 93.33% for concentrations of 25, 50 and 100% treated effluent, the concentrations where the inhibitory effect is observed. The data demonstrate that the combined photo-fenton treatment with activated sludge, with an anoxic step, applied in the treatment of the leachate of the Santa Tecla landfill, obtained sufficient removals to fit the parameters of launch in the current legislation, with a low cost perspective.

Keywords: Photo-fenton. Sludge Activated. Toxicity. Effluent from landfill.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Variação da composição do lixiviado em aterros brasileiros	13
Tabela 2: Custos para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário via processos físico-químicos.	21
Tabela 3: Custos para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário via processos oxidativos avançados.....	22
Tabela 4: Planejamento de amostragem e análises laboratoriais	27
Tabela 5: Preservação, tipo de frasco e prazo para análises.....	28
Tabela 6: Metodologias analíticas	28
Tabela 7: Dosagens de reagentes nos experimentos Foto-fenton	32
Tabela 8: Resultados físico químicos determinados no efluente bruto.....	39
<i>Tabela 9: Resultados de toxicidade em sementes de Lactuca sativa (Alface), determinados no lixiviado bruto.....</i>	<i>40</i>
Tabela 10: Resultados físicos e químicos dos experimentos de foto-fenton	43
Tabela 11: Eficiências de remoção obtidas nos ensaios de foto-fenton	44
Tabela 12: Resultados do parâmetro toxicidade obtida nos ensaios com Lactuca sativa, aplicado no efluente tratado no processo foto-fenton (amostra do ensaio EFF3).	45
Tabela 13: Dados do balanço de massa da relação A/M DQO	46
Tabela 14: Dados do balanço de massa da relação A/M DQO	46
Tabela 15: Resultados do ensaio de lodo ativado.....	47
<i>Tabela 16: Resultados dos ensaios de toxicidade no efluente gerado na etapa de tratamento com lodo aeróbio.</i>	<i>48</i>
Tabela 17: Resultados globais da toxicidade com sementes de Lactuca sativa.....	49
Tabela 18: Análise de custos do processo foto-fenton.....	50

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Etapa de tratamento recortado da planta de projeto do aterro	24
Figura 2: Lagoas de tratamento do lixiviado do aterro Santa Tecla.....	25
Figura 3: Diagrama dos processos realizados nos experimentos	26
Figura 4: Reator de boro silicato e poço em quartzo.....	29
Figura 5: Lâmpada UV-C Philips 4W	30
Figura 6: Reator de boro silicato e agitador magnético	31
Figura 7: Etapas do processo de tratamento biológico com remoção de nitrogênio .	33
Figura 8: Reator lodo ativado.....	34
Figura 9: Placa de Petri com o filtro de papel, efluente teste e as sementes de Lactuca sativa distribuídas	36
Figura 10: Embalagem das sementes de Lactuca sativa (alface)	37
Figura 11: Ensaio contendo efluente bruto do aterro.	38
Figura 12: Reator ensaio de foto-fenton	42
Figura 13: Efluente tratado via processo foto-fenton.....	43

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	10
2. OBJETIVO	11
2.1. <i>Objetivo principal</i>	<i>11</i>
2.2. <i>Objetivos específicos</i>	<i>11</i>
3. REFERENCIAL TEÓRICO	12
3.1. <i>LIXIVIADO DE ATERROS SANITÁRIOS, O CHORUME</i>	<i>12</i>
3.1.1. <i>Conceituação de Lixiviado de Aterro Sanitário</i>	<i>12</i>
3.1.2. <i>Composição e características do lixiviado de aterro sanitário</i>	<i>12</i>
3.2. <i>Tratamento de lixiviados de aterros por processos biológicos</i>	<i>14</i>
3.2.1. <i>Lodos ativados</i>	<i>14</i>
3.2.2. <i>Nitrificação</i>	<i>15</i>
3.2.3. <i>Desnitrificação</i>	<i>16</i>
3.2.4. <i>Relação Alimento/Microorganismo (A/M)</i>	<i>17</i>
3.2.5. <i>Idade do lodo</i>	<i>17</i>
3.3. <i>PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS – POA</i>	<i>18</i>
3.4. <i>O processo Foto-fenton</i>	<i>18</i>
3.5. <i>TOXICIDADE – BIOENSAIOS COM Lactuca sativa</i>	<i>19</i>
3.6. <i>Análise de custos envolvidos no tratamento de efluentes gerados em aterros sanitários. .</i>	<i>20</i>
4. METODOLOGIA	23
4.1. <i>Coleta de amostras para análises</i>	<i>26</i>
4.2. <i>Caracterização física e química das amostras</i>	<i>27</i>
4.2.1. <i>Análises dos experimentos</i>	<i>27</i>
4.3. <i>Ensaio Foto-fenton</i>	<i>29</i>
4.4. <i>Ensaio de lodo ativado com etapa anóxica, em batelada</i>	<i>33</i>
4.5. <i>Ensaio de Toxicidade com semente de Lactuca sativa (alface)</i>	<i>35</i>
5. APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DE RESULTADOS	39
5.1. <i>efluente bruto</i>	<i>39</i>
5.2. <i>Ensaio de FOTO-FENTON</i>	<i>42</i>
5.3. <i>Ensaio de lodo ativado com etapa anóxica, em batelada</i>	<i>46</i>

5.4.	<i>Ensaio de Toxicidade com semente de Lactuca sativa (alface)</i>	48
5.5.	<i>ANÁLISE DE CUSTOS</i>	50
6.	CONCLUSÕES	52
	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	54

1. INTRODUÇÃO

Os lixiviados de aterros sanitários são efluentes que apresentam um alto potencial poluidor, com predominância de materiais recalcitrantes, os quais são um dos principais limitantes para os processos biológicos, dada sua toxicidade (GOMES, 2009).

Os processos físico-químicos são potenciais indicados em alguns casos, e em especial surgem os processos oxidativos avançados (POAs). Estes promovem a oxidação e mineralização da matéria recalcitrante, aumento da biodegradabilidade do efluente, diminuição da demanda química de oxigênio (DQO), Carbono Orgânico Total (COT), remoção de cor (KURNIAWAN, LO e CHAN, 2006) e toxicidade do efluente. Além de apresentarem uma boa eficiência no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, os POAs também são viáveis financeiramente (CORTEZ, TEIXEIRA, OLIVEIRA e MOTA, 2010).

Sendo assim, este trabalho visa propor uma alternativa de tratamento para o efluente gerado no aterro sanitário de Santa Tecla, em Gravataí/RS, tornando-o adequado à legislação vigente em relação toxicidade, e mais seguro para disposição em solo ou lançamento no corpo hídrico local.

O presente trabalho estudou o processo foto-Fenton ($\text{Fe}^{+2}/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$), e lodo ativado com etapa anóxica, avaliando a sua eficiência na degradação da matéria orgânica, nitrogênio e remoção de cor do lixiviado de aterro sanitário, bem como analisar a toxicidade residual em sementes *Lactuca sativa*.

O trabalho também responde a uma demanda da atual administração do aterro de Santa Tecla, em Gravataí/RS, uma vez que a estação de tratamento existente não tem eficiência suficiente para enquadrar o efluente final na legislação CONSEMA 355/2017. Atualmente todo o efluente gerado é destinado para tratamento em estações terceirizadas.

2. OBJETIVO

2.1. OBJETIVO PRINCIPAL

Avaliar a tratabilidade do lixiviado do aterro de Santa Tecla, em Gravataí-RS, por processo de oxidação avançado foto-fenton combinado com tratamento por lodo ativado com etapa anóxica.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

O objetivo principal será alcançado por meio do desenvolvimento dos objetivos específicos citados a seguir:

- ✓ Avaliar a eficiência do processo foto-fenton na remoção da DQO, DBO, cor e de toxicidade do efluente do aterro;
- ✓ Avaliar a eficiência do tratamento por lodo ativado, com etapa anóxica, na remoção de nitrogênio total, DQO, DBO e toxicidade no efluente do aterro;

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1. LIXIVIADO DE ATERROS SANITÁRIOS, O CHORUME.

3.1.1. Conceituação de Lixiviado de Aterro Sanitário

Lixiviado de aterro sanitário, ou chorume, é o nome comumente utilizado para caracterizar o líquido gerado durante o processo de decomposição dos resíduos dispostos no meio, cuja reação predominantemente é anaeróbia, ou seja, na ausência de oxigênio. (BIDONE & POVINELLI, 1999).

Em aterros sem a devida selagem, com a precipitação pluviométrica, o fluxo de água que percola pelos vazios da massa de resíduos resulta em um líquido que expõe muitos poluentes distintos, como diferentes compostos orgânicos biodegradáveis e não biodegradáveis, ou recalcitrantes, compostos nitrogenados, metais pesados e compostos com elevada toxicidade. Esse líquido resultante, ou essa combinação de líquidos resultantes, conceitua-se como lixiviado de aterro. (LIEHR et al., 2000).

3.1.2. Composição e características do lixiviado de aterro sanitário

Inúmeras substâncias químicas podem estar presentes nos lixiviados de aterros sanitários as quais, se não tratadas adequadamente, podem causar impactos adversos ao meio ambiente. Esta é uma problemática a ser considerada na análise de riscos a respeito da área em que o empreendimento será instalado. (OMAN e JUNESTEDT, 2007).

Neste contexto, os lixiviados de aterros sanitários são formados basicamente de misturas de substâncias orgânicas e inorgânicas, com presença de micro-organismos nos fluidos e sólidos em suspensão. (ANDRADE, 2002). Na Tabela 1 é apresentada a variação média da composição do lixiviado de aterros brasileiros.

Tabela 1: Variação da composição do lixiviado em aterros brasileiros

Parâmetros	Faixa máxima	Faixa mais provável	Frequência de ocorrência dos valores mais prováveis.
pH	5,7 - 8,6	7,2 - 8,6	78%
Alcalinidade total (mg/L CaCO ₃)	750 - 11400	750 - 7 100	69%
Dureza (mg/L de CaCO ₃)	95 - 3100	95 - 2 100	81%
Condutividade (uS/cm)	2950 - 2500	2950 - 17660	77%
DBO (mg/L de O ₂)	< 20 - 30 000	< 20 - 8600	75%
DQO (mg/L de O ₂)	190 - 80 000	190 - 22300	83%
Óleos e graxas (mg/L)	10 - 480	10 - 170	63%
Fenóis (mg/L de C ₆ H ₅ OH)	0,9 - 9,9	0,9 - 4,0	58%
NTK (mg/L de N)	80 - 3 100	Não há	-
N-amoniaco (mg/L de N)	0,4 - 3 000	0,4 - 1 800	72%
N-orgânico (mg/L de N)	5 - 1 200	400 - 1 200	80%
N-nitrito (mg/L de N)	0 - 50	0 - 15	69%
N-nitrato (mg/L de N)	0 - 11	0 - 3,5	69%
P-total (mg/L)	0,1 - 40	0,1 - 15	63%
Sulfeto (mg/L)	0 - 35	0 - 10	78%
Sulfato (mg/L)	0 - 5 400	0 - 1800	77%
Cloreto (mg/L)	500 - 5 200	500 - 3000	72%
Sólidos totais (mg/L)	3200 - 21900	3200 - 14400	79%
Sólidos totais fixos (mg/L)	630 - 20 000	630 - 5000	60%
Sólidos totais voláteis (mg/L)	2100 - 14500	2100 - 8300	74%
Sólidos suspensos totais (mg/L)	mai/00	5 - 700	68%
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	5 - 530	5 - 200	62%
Ferro (mg/L)	0,01 - 260	0,01 - 65	67%
Manganês (mg/L)	0,04 - 2,6	0,04 - 2,0	79%
Cobre (mg/L)	0,005 - 0,6	0,05 - 0,15	61%
Níquel (mg/L)	0,03 - 1,1	0,03 - 0,5	71%
Cromo (mg/L)	0,003 - 0,8	0,003 - 0,5	89%
Cádmio (mg/L)	0 - 0,26	0 - 0,065	67%
Chumbo (mg/L)	0,01 - 2,8	0,01 - 0,5	64%
Zinco (mg/L)	0,01 - 8,0	0,01 - 1,5	70%

Fonte: Adaptado pelo autor com base em Souto & Povinelli (2007).

3.2. TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERROS POR PROCESSOS BIOLÓGICOS

Tratamentos biológicos são os processos mais utilizados, não só para o tratamento do chorume, mas também para outros efluentes em geral. (JORDÃO, 2014). Esses processos permitem tratar grandes volumes de efluente, transformando compostos tóxicos em dióxido de carbono (CO_2) e água (H_2O), através de reação aeróbia, ou metano (CH_4) e CO_2 , por meio de reação anaeróbia, com custos relativamente baixos. (SPERLING, 2005)

Esses processos de tratamento são baseados na nutrição dos microrganismos com substrato poluente, podendo ser divididos em aeróbios e anaeróbios, dependendo do aceptor de elétrons utilizado. A principal aplicação desse processo está orientada à remoção da matéria orgânica presente nos rejeitos industriais, usualmente medida na forma de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5), Demanda Química de Oxigênio (DQO) ou Carbono Orgânico Total (COT). (SPERLING, 2005).

3.2.1. Lodos ativados

Lodo ativado é o floco formado em esgoto ou efluente bruto, pelo crescimento de microorganismos aeróbios, em concentração suficiente mantida por um retorno de lodo. Este processo deve ocorrer na presença de oxigênio dissolvido, permitindo a degradação da matéria orgânica contaminante. (JORDÃO, 2014).

Nos processos de lodos ativados, os esgotos afluentes são misturados ao lodo e aerados no tanque de reação, e posteriormente são separados por sedimentação. Em determinadas condições, previamente planejadas, também ocorre a remoção da matéria nitrogenada. (JORDÃO, 2014).

O lodo ativado é formado principalmente por bactérias, fungos, protozoários, rotíferos e nematoides. Contudo, as bactérias são de principal importância, por serem responsáveis pela estabilização da matéria orgânica presente, e pela formação dos flocos de lodo. Isso é possível através da decomposição ou da conversão do material orgânico biodegradável presente no efluente, podendo ser formadas novas células, CO_2 , e outros subprodutos inertes da digestão. (JORDÃO, 2014).

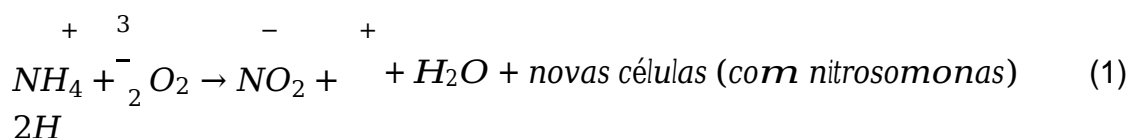
A característica toxicológica dos efluentes que são submetidos à ação de dos microrganismos presentes nos lodos ativados, nem sempre é completamente conhecida. Entretanto, a grande variedade de espécies de bactérias, fungos e protozoários, além de outros microrganismos já mencionados, favorecem a redução de um grande número de compostos, contribuindo para uma redução da toxicidade. (SPERLING, 2004)

A nitrificação da amônia presente nos efluentes pode não ocorrer de forma satisfatória nos processos convencionais de tratamento por lodos ativados e, por isso, o efluente lançado pode ainda demandar oxigênio no corpo d'água. Neste contexto, a opção pelos processos com nitrificação e desnitrificação se faz necessário para o tratamento adequado de esgotos ou efluentes com altas cargas de matéria nitrogenada. (JORDÃO, 2014).

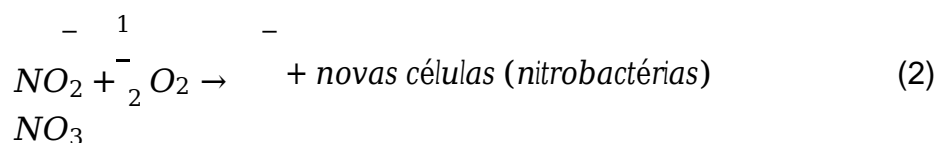
3.2.2. Nitrificação

Na nitrificação ocorre a conversão da amônia a nitrato, pela ação de microorganismos autotróficos que utilizam o carbono para a síntese celular sob certas condições de oxigênio dissolvido. Dois principais gêneros de bactérias autotrófica estão envolvidos no processo de nitrificação, as Nitrosomas, e as Nitrobacterias. (JORDÃO, 2014).

As bacterias Nitrosomas são responsáveis pela oxidação do amônio (NH_4^+) a nitrito (NO_2^-) (JORDÃO, 2014), conforme ilustrado na Equação 1:



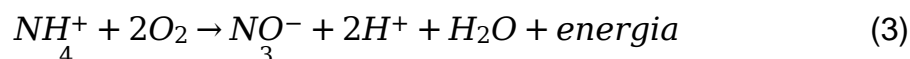
Já as Nitrobactérias são o gênero responsável por oxidar o NO_2^- a nitrato (NO_3^-) (JORDÃO, 2014), conforme ilustrado na Equação 2:



A nitrificação ocorre concomitantemente com redução da carga de DBO aplicada no tanque de aeração. Contudo, é necessária quantidade adicional de

oxigênio para que a reação de oxidação seja satisfatória, em que para atendimento da estequiometria, são necessários 4,57 mg de oxigênio (O₂) por mg de nitrogênio, a ser convertido a nitrato, conforme a Equação 3. (JORDÃO, 2014).

Conforme Jordão (2014), a reação global da nitrificação é dada por:



Observando a reação global da nitrificação, mostrada na Equação 3, verifica-se que 1 mol de nitrogênio requer 2 moles de oxigênio para sua oxidação, portanto, para 1 kg de nitrogênio é necessário 4,57 kg O₂. Considerando que o peso molar do nitrogênio (N) é 14 g/mol, e do oxigênio 2(O₂) é 64 g/mol, tem-se a Equação 4:

$$\frac{1000g \times 64 g/mol}{(14)g/mol} = 4.571 g = 4,57 kg de O_2 \quad (4)$$

3.2.2.1 Potencial hidrogeniônico (pH) e alcalinidade

O potencial hidrogeniônico (pH) tem papel fundamental nas reações descritas. Com valores abaixo de 6,3 unidades de pH, a nitrificação é praticamente inexistente, sendo a faixa ideal entre 7,2 e 8,6 (JORDÃO, 2014).

A alcalinidade também exerce função importante no processo de nitrificação, visto que o processo consome alcalinidade na razão de 7,1 mg CaCO₃ / mgNH₄⁺. (SPERLING, 2004, p277).

3.2.3. Desnitrificação

Desnitrificação biológica pode ser definida como a conversão do nitrato a formas reduzidas de nitrogênio gasoso, (N₂), o óxido nitroso (N₂O) e o monóxido de nitrogênio (NO). (JORDÃO, 2014).

Os microorganismos envolvidos no processo de desnitrificação biológica estão normalmente presentes nos esgotos ou efluentes, e requerem uma fonte de carbono orgânico disponível, que pode ser adicionada externamente, como metanol, ou simplesmente já pode estar presente no efluente em estudo. Desta forma, o nitrato formado será utilizado como fonte de oxigênio pelos microorganismos nitrificadores,

desde que em condições de ausência de oxigênio dissolvido, ou seja, em condições anóxicas. (JORDÃO, 2014).

A taxa de nitrificação ocorre em meio a respiração endógena, em função do substrato presente no meio reacional. A respiração endógena é o momento em que o substrato disponível é completamente consumido pelos microrganismos e estes passam a consumir o próprio plasma microbiano para conseguir energia para suas funções celulares. Como a maior fração biodegradável é removida na etapa de nitrificação prévia, pode ser eventualmente necessário a adição de fonte de carbono extra no meio reacional anóxico, com o objetivo de fornecer o substrato necessário para completar a reação de desnitrificação. (SPERLING, 2004).

3.2.4. Relação Alimento/Microorganismo (A/M)

A relação A/M indica a razão entre a massa de alimento presente no esgoto afluente, ou substrato, e a massa de microrganismos no tanque de reação, sendo um importante parâmetro de controle do processo. É também conhecida por sua terminologia da linha inglesa, F/M, onde o F significa “food” (alimento) e o “M” de microorganismo, (bactérias). (JORDÃO, 2014).

Tipicamente a relação Alimento/Microorganismo se situa na faixa de 0,3 e 0,4 kg DBO/kg de Sólidos Suspensos Voláteis Totais por dia, nos sistemas convencionais de lodos ativados, e entre 0,07 a 0,10 kg DBO/kg de Sólidos Suspensos Voláteis Totais por dia nos sistemas de aeração prolongadas. (JORDÃO, 2014).

3.2.5. Idade do lodo

Idade do Lodo (IL) ou Tempo de Residência Celular (TRC) é a representação do tempo médio necessário para que o floco de lodo permanece sob aeração no reator (JORDÃO, 2014). Pode ser calculado através da relação entre a massa de sólidos presente no reator e a massa de sólidos retirada do reator, por unidade de tempo, com unidade de medida em dias. A faixa típica de idade do lodo para sistemas convencionais é de 4 a 10 dias. (SPERLING, 2004).

3.3. PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS – POA

Os processos oxidativos avançados (POA's) são fundamentados na mudança da estrutura química dos contaminantes recalcitrantes, ou com elevada toxicidade, presentes nos efluentes. Os mesmos são baseados na geração de radical hidroxila ($\text{OH}\cdot$), a qual possui elevado potencial de oxidação. (BOTTREL, 2012)

As radicais hidroxilas atuam de forma não seletiva, possibilitando a degradação de inúmeros contaminantes orgânicos de difícil degradabilidade, tóxicos ou recalcitrantes. A reação de oxidação, quando estes radicais estão presentes, não depende da presença de outros compostos, e, por isso, são necessários tempos de reação relativamente curtos (BOTTREL, 2012)

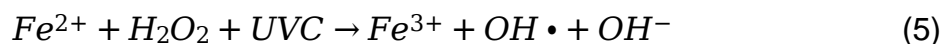
Os POA's são comumente divididos em dois grandes grupos, sendo o primeiro grupo os que propiciam reações homogêneas, constituídas por uma única fase reacional, como os processos que utilizam ozônio (O_3), peróxido de hidrogênio (H_2O_2), radiação ultravioleta (UV). Já o segundo grupo, são caracterizados pelos processos que envolvem reações heterogêneas, que apresentam aspecto descontínuo, por duas ou mais fases, na presença de catalisadores, destacando-se os catalisadores de base de ferro (Fe^{2+} e Fe^{3+}) e dióxido de titânio (TiO_2). (MARCELINO, 2014).

3.4. O PROCESSO FOTO-FENTON

O Foto-fenton é um processo foto induzido, fundamentado na transferência de elétrons entre o peróxido de hidrogênio e íons ferrosos, como o sulfato ferroso, em meio ácido. Nestas condições, a ocorrência de reação de catálise homogênea é favorecida, com a geração de $\text{OH}\cdot$. Este radical possui um elevado potencial de oxidação de compostos orgânicos, mesmo os de difícil degradação e alta complexidade. (PIGNATELLO et al., 2006).

A reação induzida pela radiação UV é caracterizada em relação ao comprimento de onda, que pode ser longo (UV-A), médio (UV-B) ou curto (UV-C). A fração germicida, é situada no intervalo de comprimentos de onda de 220 e 320 nanômetros, faixa esta que corresponde a faixa de luz UV-C, com elevada energia de excitação eletrônica. (MONTEIRO, 2012)

A decomposição catalítica em meio ácido do peróxido de hidrogênio pelos sais de ferro ocorre segundo as reações descritas abaixo; (DEZOTTI, BILA, e AZEVEDO, 2008).



Os radicais $OH \cdot$ formados no meio, pelas reações de fotólise, tem elevado potencial reativo e iniciam a oxidação de substâncias orgânicas (R), presentes no efluente, tendendo a dióxido de carbono (CO_2) e água (H_2O). (TEIXEIRA; JARDIM, 2004).



3.5. TOXICIDADE – BIOENSAIOS COM *Lactuca sativa*.

Toxicidade pode ser definida como a propriedade potencial que uma amostra possui de provocar efeito adverso em consequência de sua interação com organismo-teste. (Resolução CONSEMA nº 355/2017).

A aplicação de ensaios para determinação do efeito de toxicidade, utilizando vegetais com plantas superiores, podem ser utilizados para determinar o efeito biológico de substâncias poluentes ou compostos complexos nos organismos testes. A utilização de plantas é uma alternativa viável do ponto de vista de custos, com aplicação simples e com resultados satisfatórios obtidos em um curto período de tempo. (ANDRADE et al., 2010). Inclusive, a avaliação de alterações ocorridas no ciclo celular do organismo teste, possibilita determinar se o efluente estudado tem efeito genotóxico, mutagênico ou carcinogênico (LEME e MARIN-MORALES, 2009).

O modelo de ensaio com sementes de *Lactuca sativa* (alface) é utilizado em testes de germinação, sendo apropriado para realizar tanto os testes de germinação,

seguido do crescimento radicular, como os testes citogenéticos. (ANDRADE et al., 2010).

A *Lactuca sativa* L. está entre os organismos testes mais utilizados para avaliar a fitotoxicidade e a citogenotoxicidade de efluentes domésticos e industriais. Esta espécie é recomendada por agências internacionais para tal finalidade, por apresentarem resultados precisos a respeito de toxicidade de efluentes. (ANDRADE et al., 2010)

3.6. ANALISE DE CUSTOS ENVOLVIDOS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES GERADOS EM ATERROS SANITÁRIOS.

Os custos envolvidos na implantação e operação de estações de tratamento, tanto para efluentes industriais como municipais, são uma etapa importante na tomada de decisão de cada projeto, assim como a complexidade operacional do sistema, nível de automatização e área necessária para a implementação do processo.

Os processos oxidativos avançados (POAs) apresentam-se como uma alternativa de operação simples, quando comparado aos tratamentos físico-químicos convencionais, com procedimentos operacionais descomplicados, como insumos de baixo custo e de fácil acesso no mercado de produtos químicos. Neste contexto, e fazendo parte dos POAs, o processo foto-fenton surge como uma alternativa viável economicamente, quando aplicado no tratamento de lixiviados de aterros sanitários, por apresentarem boa eficiência na degradação dos compostos recalcitrantes. (OLOIBIRI et al, 2016)

Os processos de tratamento biológicos de lodo ativado, aplicados a remediação de efluentes de aterros sanitários, são historicamente consideradas tecnologias com baixo custo de implantação e operação e muito eficientes na remoção de nutrientes. (CASSANO et al, 2011)

Outros autores avaliaram os custos de tratamentos aplicados na remediação de lixiviados de aterros sanitários. Na Tabela 2 são apresentados os custos de alguns tratamentos físico químicos e na Tabela 3 os custos de alguns POA's onde o foto-fenton surge como processo viável economicamente.

Tabela 2: Custos para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário via processos físico-químicos.

Processo de Tratamento	Parâmetro ⁽¹⁾	Remoção	Tempo de Reação	Custos (R\$/L de efluente tratado) ⁽²⁾	Referências
Ultrafiltração + osmose reversa	DQOi = 1700 mg/L DQOf = 17 mg/L	99%	–	0,0030 R\$/L	Ozturkt et al. (2003)
SBBGR ⁽⁴⁾ + O ₃	DQOi = 2800 a 3600 mg/L DQOf < 500 mg/L	± 84%	8 h	0,010 R\$/L	Cassano et al. (2011)
Lime treatment + ammonia stripping	DQOi = 23700 mg/L DQOf = 19197 mg/L	19%	26h	0,013 R\$/L	Kiliç et al. (2007)
Coagulação/ Floculação + O ₃	DQOi = 6200 mg/L DQOf = 558 mg/L	91%	3 h	0,024 R\$/L	Anfruns et al. (2013)
Coagulação + Carvão Ativado Granular	DQOi = 23700 mg/L DQOf = 237 mg/L	99%	38h01min ⁽³⁾	0,052 R\$/L	Kiliç et al. (2007)

(1) DQOi = DQO inicial; DQOf = DQO final; COTi = carbono orgânico total inicial; COTf = carbono orgânico final.

(2) Valores convertidos da cotação Euro para o Real, ano da referência (ago/2017). US\$ 1 = R\$ 3,15.

(3) Tempo relativo a 2h01min para o processo de coagulação, e 36h para o processo de carvão ativado granular.

(4) SBBGR = Sequencing Batch Biofilter Granular Reactor (Reator granular de biofiltro de lotes de sequenciamento)

Fonte: adaptado pelo autor com base em SOUZA, 2017

Tabela 3: Custos para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário via processos oxidativos avançados

Processo de Tratamento	Parâmetro ⁽¹⁾	Remoção	Tempo de Reação	Custos (R\$/L de efluente tratado) ⁽²⁾	Referências
Fenton	DQOi = 340 mg/L DQOf = 183,6 mg/L	46%	40 min	0,0040 R\$/L	Cortez et al. (2011)
Fenton	DQOi = 1403 mg/L DQOf = 294,63 mg/L	79%	2h	0,0090 R\$/L	Canizales et al. (2013)
Fenton	DQOi = 1800 mg/L DQOf = 702 mg/L	61%	30 min	0,023 R\$/L	Lange et al. (2006)
Foto-Fenton	DQOi = 6200 mg/L DQOf = 620 mg/L	98%	1 h	0,022 R\$/L	Anfruns et al. (2013)
Foto-Fenton	DQOi = 1129 a 1534 mg/L DQOf = 234 a 498 mg/L	57% a 80%	6,4 a 30,4 h	0,021 a 0,034 R\$/L	Silva et al. (2015)
Foto-Fenton	COTi = 545 mg/L COTf = 218 mg/L	60%	3 h	0,198 R\$/L	Bauer & Fallmann (1997)
Fenton/O3	DQOi = 2800 mg/L DQOf = 1008 mg/L	64%	1h06min	0,018 R\$/L	Amr et al. (2012)
UV/H ₂ O ₂	COTi = 545 mg/L COTf = 474,15 mg/L	13%	3 h	0,44 R\$/L	Bauer & Fallmann (1997)
O ₃ /UV	COTi = 545 mg/L COTf = 213 mg/L	61%	4 h	1,07 R\$/L	Bauer & Fallmann (1997)

(1) DQOi = DQO inicial; DQOf = DQO final; COTi = carbono orgânico total inicial; COTf = carbono orgânico final.

(2) Valores convertidos da cotação Euro para o Real, ano da referência (ago/2017). US\$ 1 = R\$ 3,15.

Fonte: adaptado pelo autor com base em SOUZA, 2017

4. METODOLOGIA

O presente procedimento metodológico descreve a aplicação de uma alternativa de tratamento, focada na remoção de DQO, Nitrogênio e Toxicidade, no efluente gerado no aterro metropolitano do município de Gravataí-RS. O mesmo está localizado na estrada Henrique Closs, nº 3667, com acesso através da rodovia ERS-118, distante, aproximadamente, 5,5 km do trevo das rodovias ERS-118 e ERS-020 no sentido de Gravataí para Sapucaia do Sul.

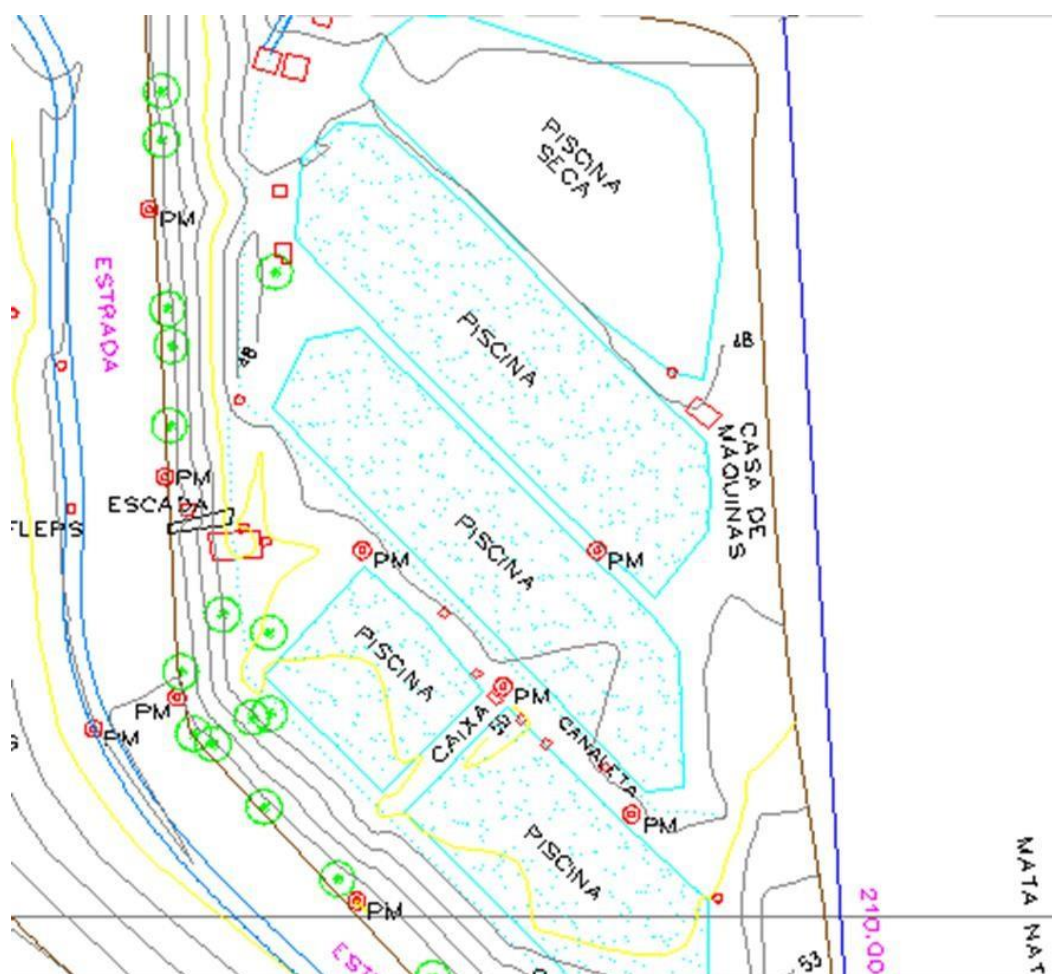
O aterro teve o início oficial de suas atividades em janeiro de 1988, recebendo em média 200 toneladas diárias de resíduos, e foi encerrado em junho de 2013. (PMRS, 2017). Com a finalização da deposição de resíduos, o aterro está atualmente em processo de recuperação ambiental da área, e seu lixiviado é coletado e destinado para estação de tratamento de efluentes terceirizadas.

Conforme dados levantados com a administração do aterro, a geração de lixiviado varia de 65 a 92 m³/mês, com uma média 72 m³ no mês de julho de 2018. O efluente é coletado nas 2 primeiras lagoas, as quais operam na forma de tanques de estocagem, e transportados para tratamento externo na empresa Nova Época Resíduos e Efluentes LTDA, em Portão RS, com um custo total de R\$ 185,00 por tonelada, sendo R\$ 105,00/tonelada para destinação, e R\$ 80,00/tonelada o transporte. A empresa Nova Epoca, tem autorização para tratar 280 m³ por dia, conforme determinado em sua licença de operação, LO N° 07390/2016-DL. A licença contempla a operação dos seguintes equipamentos principais: 03 tanques de recebimento de 5 m³ cada, 02 tanques de armazenamento de alta carga de 25 m³ cada, 01 peneira auto limpante, 01 tanque de homogeneização de 370 m³, dois tanques de dosagem de produtos químicos, floculação e aglutinação, 04 decantadores primários com capacidade 20 m³ cada, 01 filtro prensa, uma lagoa biológica de 6.500 m³, 01 decantador secundário com 83 m³, 01 tanque pulmão de efluente tratado de 376 m³ e 01 medido de vazão tipo Calha Parshall.

O modelo proposto no presente trabalho, para tratamento deste efluente, foi composto de processo foto-fenton, para degradação de material recalcitrante, seguido de um tratamento por lodo ativado, com etapa anóxica, para remoção da DQO solúvel remanescente e nitrogênio.

O projeto existente da ETE do aterro está instalado no local, mas fora de operação. A estrutura de tratamento existente é composta por cinco etapas, piscinas 1, piscina 2, piscina 3, piscina 4 e piscina seca. O funcionamento e operação das piscinas não é conhecido pela atual administração, a qual também não dispõe de manual de operação do mesmo. A seguir é demonstrado na figura 1, o layout das piscinas extraído do projeto original em autocad.

Figura 1: Etapa de tratamento recortado da planta de projeto do aterro.



Fonte: adaptado pelo autor, do layout do projeto em autocad apresentado pela atual administração do aterro

Figura 2: Lagoas de tratamento do lixiviado do aterro Santa Tecla

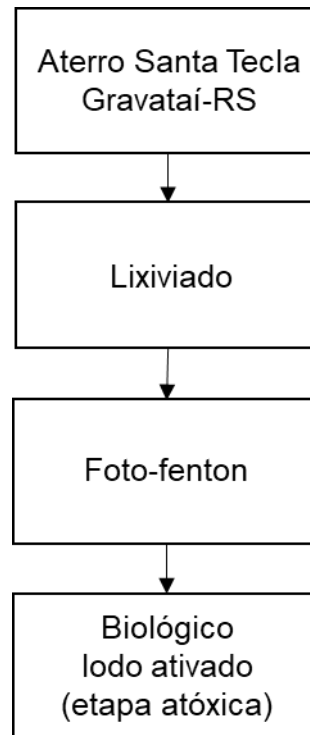


Fonte: do autor

Conforme relato da equipe técnica da administrativa do aterro, o modelo de tratamento de projeto instalado, não atendeu o estabelecido na Resolução CONSEMA nº 355/2017, que “dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul”, em relação ao parâmetro DQO , e a Resolução CONAMA nº 430/2011, que “dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes”, a nível Federal, em relação a toxicidade, contudo não há histórico de resultados anteriores para consulta.

Diante do exposto, como uma alternativa de otimizar a performance do projeto existente de tratamento do efluente gerado no aterro, o diagrama dos processos propostos para tratamento deste efluente, e realizados nos experimentos do presente trabalho, é apresentado na Figura 3.

Figura 3: Diagrama dos processos realizados nos experimentos



Fonte: do autor

O processo foto-fenton foi planejado antes da etapa biológica, com o intuito de remover uma fração da toxicidade presente no efluente, favorecendo a ação da microbiota presente no lodo ativado aeróbio e anóxico.

4.1. COLETA DE AMOSTRAS PARA ANÁLISES

A coleta de amostra de lixiviado *in natura* (amostra bruta), para uso nos experimentos descritos neste trabalho, foram realizadas diretamente no tubo de drenagem de lixiviado bruto, existente na base aterro. Para a execução dos experimentos em bancada, foi coletado um volume de 50L de lixiviado bruto, o qual foi acondicionado em bombonas plásticas e mantidos sob refrigeração até a execução dos experimentos. As amostras para caracterização física e química do lixiviado gerado no aterro foram coletadas em frascos apropriados, descritos nos itens 4.2.

4.2. CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA DAS AMOSTRAS

Foram realizadas análises físicas e químicas e de toxicidade aguda em sementes, para a determinar a caracterização atual das amostras coletadas e/ou geradas nos experimentos. As análises estão descritas no item controle analítico dos experimentos.

4.2.1. Análises dos experimentos

As análises de laboratório foram efetuadas a partir da avaliação das amostras geradas nos experimentos. As mesmas foram realizadas na estrutura de laboratórios de empresa parceira, a qual solicitou não vincular seu nome no presente trabalho.

O planejamento dos parâmetros que foram realizados em cada etapa de tratamento, estão descritos na tabela a seguir:

Tabela 4: Planejamento de amostragem e análises laboratoriais

Amostras	Parâmetros
Bruta;	pH; Cor; DQO; DBO5; Nitrogênio total e Toxicidade
Foto-fenton;	pH; Cor; DQO; DBO5; Nitrogênio total e Toxicidade
Biológico com etapa anóxica	pH; Cor; DQO; DBO5; Nitrogênio total e Toxicidade

Fonte: do autor

Tabela 5: Preservação, tipo de frasco e prazo para análises

Parâmetro	Preservação	Volume (L)	Tipo de Frasco	Prazo análise
pH	Refrigerar a 4°C	0,2	Plástico	6 h
Cor aparente	Refrigerar a 4°C	0,3	Plástico	48h
DQO5	Refrigerar a 4°C	1	Plástico	7 dias
DQO	H ₂ SO ₄ conc. até pH < 2 Refrigerar a 4°C	0,1	Plástico	7 dias
Nitrogênio total Kjeldahl	H ₂ SO ₄ conc. até pH < 2 Refrigerar a 4°C	0,25	Plástico	7 dias
Toxicidade	Refrigerar a 4°C	1	Plástico	48h

Fonte: ABNT NBR 9898/1987

Já as metodologias empregadas para determinação de cada parâmetro estão apresentadas na Tabela 6.

Tabela 6: Metodologias analíticas

Parâmetros	Métodos
pH	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22st Edition, 2012. Método 4500 B.
Cor aparente	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22st Edition, 2012. Método 2120 B.
DQO5	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22st Edition, 2012. Método 5210 B.
DBO	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22st Edition, 2012. Método 5220 B.
Nitrogênio total Kjeldahl	Standard Methods, 22st Edition, 2012. Método 4500 N C. Semi-Micro-Kjeldahl Method p. 4-132.
Toxicidade	Toxicidade aguda utilizando os bio-indicadores <i>Lactuca sativa</i> (alface) (Zelinsky, 2014)

Fonte: do autor

4.3. ENSAIO FOTO-FENTON

Os experimentos foram realizados em escala de bancada de laboratório, do Instituto de Educação Profissional Pereira Coruja, no município de Taquari-RS. Para o ensaio de foto-fenton foi utilizado um reator em vidro borosilicato, de volume útil de 1 litro, e volume total de 1,3 litros, com boca e tampa esmerilhada em que, no orifício central da tampa, foi acoplado um poço em quartzo ao qual foi instalado a lâmpada UV-C 254 nm, de 4W, conforme pode ser observado na Figura 4.

Figura 4: Reator de boro silicato e poço em quartzo



Fonte: do autor

Figura 5: Lâmpada UV-C Philips 4W.



Fonte: do autor

O sistema foi previamente envolto em papel alumínio, como medida de segurança, com o objetivo de evitar a emissão de radiação UV-C para fora do reator. A agitação foi realizada com uma barra magnético de 20 mm, de material teflon, posicionado no fundo do reator. Foi aplicada agitação de 100 rpm, com uso de agitador magnético, à temperatura e à pressão ambiente. A imagem do sistema pode ser observada na Figura 6.

Figura 6: Reator de boro silicato e agitador magnético



Fonte: do autor

Inicialmente, o pH da amostra bruta foi ajustado, com ácido sulfúrico, para 4,0, com o intuito de manter a reação na faixa intermediária entre 2 e 6. Nesta faixa, conforme Borba (2008), evita-se a precipitação do Fe^{+3} a hidróxidos férricos, como Hidróxido férrico ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) e Oxi-hidroxido ferrico ($\text{FeO}(\text{OH})$).

O tratamento por foto-Fenton foi fundamentado na combinação dos reagentes Fe^{2+} H_2O_2 (30 % v/v) e radiação UV em comprimento de onda de 254 nm, proporcionada por uma lâmpada tubular T5 UV-C, da Philips, com potência de

4 w, e com 15 cm. O Fe^{2+} utilizado foi originário do reagente sulfato ferroso heptahidratado ($\text{Fe}(\text{SO}_4) \cdot 7\text{H}_2\text{O}$), em que através de uma série de 6 ensaios foi também determinada a razão molar $[\text{H}_2\text{O}_2]/[\text{Fe}^{2+}]$ mais adequada, em intervalo de 1 a 6. As dosagens e razões molares planejadas nos ensaios podem ser visualizadas na Tabela 7.

A concentração de ferro inserida variou entre 354 a 2125 mg Fe^{2+}/L , enquanto a dosagem H_2O_2 foi calculada de forma estequiométrica, em relação à DQO, em uma proporção $\text{H}_2\text{O}_2 / \text{DQO} = 1$, considerando sua completa oxidação, demonstrada na equação 6 (PETEAN, 2005). Desta forma, o objetivo foi minimizar a interferência causada pelo excesso de H_2O_2 nas análises de DQO, DBO_5 e toxicidade, executadas posteriormente nos efluentes tratados.

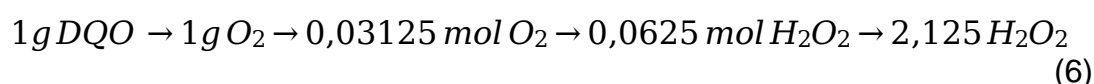


Tabela 7: Dosagens de reagentes nos experimentos Foto-fenton

Ensaio	DQO (mg/L)	Dosagem de H_2O_2 (mg/L)	Razão molar $[\text{H}_2\text{O}_2]/[\text{Fe}^{+2}]$	Razão molar ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{+2}$) efetiva	Dosagem de Fe^{+2} (mg/L)	Dosagem de H_2O_2 (mg/L)/ DQO(mg/L)
EFF1	1483,8	1483,8	1	0,70	2125	1
EFF2	1483,8	1483,8	2	1,40	1062	1
EFF3	1483,8	1483,8	3	2,10	708	1
EFF4	1483,8	1483,8	4	2,79	531	1
EFF5	1483,8	1483,8	5	3,49	425	1
EFF6	1483,8	1483,8	6	4,19	354	1

Fonte: do autor

Após a realização dos experimentos foram coletadas amostras, e preservadas conforme procedimentos da ABNT NBR 9898/1997, descritos na Tabela 3, para posteriores análises.

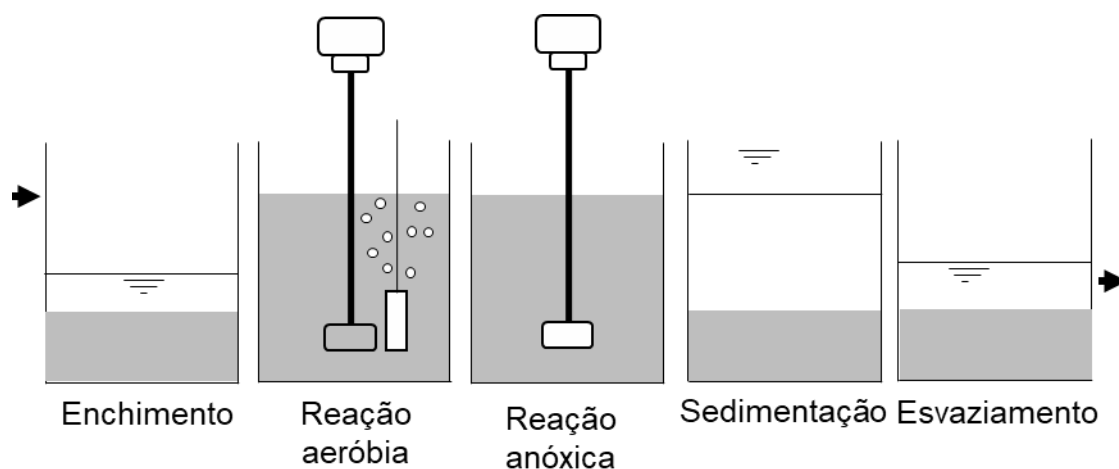
Os ensaios foram realizados em triplicata, com tempo de reação de 30 minutos, onde o experimento com melhor eficiência de remoção de DQO, e Nitrogênio, foi selecionado para a etapa de ensaio biológico.

4.4. ENSAIO DE LODO ATIVADO COM ETAPA ANÓXICA, EM BATELADA

O processo biológico de lodo ativado foi realizado em batelada, do tipo mistura completa, e em bancada do laboratório do Instituto de Educação Profissional Pereira Coruja, em Taquari RS. Para isso, utilizou-se um béquer como reator, com capacidade total de 1,2 litros, sendo a capacidade útil de 1 litro. A ênfase desta etapa foi a remoção de DQO e nitrogênio na etapa anóxica. (SPERLING, 2004 p335).

O fluxograma do processo realizado é demonstrado na Figura 8.

Figura 7: Etapas do processo de tratamento biológico com remoção de nitrogênio



Fonte: adaptado pelo autor, com base em SPERLING 2004, v4.

O inóculo de lodo ativado foi coletado em uma estação de tratamento de efluentes (ETE) industriais, situada no vale do Taquari, 2 horas antes do início dos experimentos, num volume de 5 litros. Após a coleta, o inóculo foi mantido sob aeração constante, por meio de um mini compressor de ar, o qual é descrito a seguir. Conforme resultados de análises diários, realizados pelo laboratório ambiental da empresa já citada, a amostra coletada continha a concentração de Sólidos Suspensos Totais (SST) igual a 3430 mg/L e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) igual a 2520 mg/L.

A referida ETE foi selecionada devido a mesma já ter implementado uma etapa anóxica, com eficiência remoção média de 85% do nitrogênio total. Sendo assim, esta

porcentagem é um forte indicativo da presença de microrganismos responsáveis pela nitrificação e desnitrificação biológica. A citação do nome da empresa não foi autorizada pela mesma.

No reator experimental, foi adicionado 0,85 litros de lodo ativado aeróbio e 0,15 litros de efluente tratado via processo foto-fenton (ensaio 3), de forma a manter a relação Alimento por Microorganismo (A/M) na faixa de 0,1 kgDBO5/kg SSV por dia, a qual refere-se a faixa de A/M intermediária recomendada para sistemas de tratamento por lodos ativados por Serling, 2004, p 47.

No reator foi adicionado 0,48 g de Carbonato de Cálcio (CaCO_3), para o ajuste do pH para 7,6, que é a faixa intermediária de pH ideal, para o processo de nitrificação. (SPERLING, 2004 p265).

Foi mantida uma agitação mecânica, com o auxílio de um agitador magnético, com velocidade de 150 rpm. O ponto ideal de agitação foi avaliado visualmente, de forma a manter uma total suspensão e homogeneidade do lodo biológico no reator. (SPERLING, 2004, p 27).

A seguir, é demonstrado na Figura 8, o reator de lodo ativado, juntamente com o mini compressor de ar e oxímetro acoplado, para monitoramento do oxigênio dissolvido no meio reacional.

Figura 8: Reator lodo ativado



Fonte: do autor

A oxigenação do reator aeróbio foi mantida com uso de uma pedra porosa, conectada a um mini compressor de ar, marca Risheng, modelo RS 2800, de 3,5 W e pressão 0,009 MPa, vazão de ar de 1,5 Litros por minuto, do tipo de aquário, para proporcionar uma concentração de oxigênio dissolvido, não inferior a 2 mg/L no meio reacional. (SPERLING, 2004, p 101 e 266). O monitoramento da concentração de oxigênio dissolvido foi realizado com um Oxímetro (medidor de oxigênio dissolvido digital) portátil, com data logger, marca HifhMed, modelo MQ 900.

O tempo de reação na etapa inicial aeróbia foi de 5 dias, correspondente a idade do lodo mínima para a nitrificação total. (SPERLING, 2004, p 316).

Após o período aeróbio, foi iniciado a etapa anóxica, com o encerramento da aeração, e mantida somente a agitação mecânica do meio. Ao reator foi adicionado 50 mg de fonte de carbono (álcool metílico) do primeiro ao quarto dia de reação, com o objetivo de aumentar a taxa de nitrificação, mantendo uma relação de Carbono Nitrogênio (C:N) de 2,5 para uma desnitrificação satisfatória. (HELMER-HADHOK et al., 2002). O tempo de reação, na etapa anóxica foi de 5 dias, que corresponde mínimo para a remoção de nitrogênio do meio (SPERLING, 2004, p 309).

Encerrada a etapa anóxica foi iniciado a etapa de clarificação, onde foi desligado a agitação do reator por um período de 1 hora para a sedimentação do lodo. Com o efluente clarificado, o reator foi descarregado e realizado as coletas de amostras para análises.

A eficiência da etapa de tratamento biológico foi avaliada por determinações de DQO solúvel, nitrogênio e toxicidade.

4.5. ENSAIO DE TOXICIDADE COM SEMENTE DE *Lactuca sativa* (ALFACE)

Os experimentos de toxicidade aguda, utilizando como bioindicador *Lactuca sativa* (alface), foram conduzidos conforme a metodologia descrita por ZELINSKY, 2014, utilizando como amostras teste o efluente lixiviado bruto, efluente tratado via foto-fenton e efluente tratado via lodo ativado aeróbio.

Para cada amostra teste, foram preparadas diluições do efluente, a 12,5%; 25%; 50% e 100%, com água destilada e deionizada, em uma série de balões volumétricos de 100 mililitros.

Em cada amostra foi realizado análise de pH, onde os resultados permaneceram entre pH= 7 e 7,3.

Em uma placa de Petri foi posicionado um papel filtro e a este, adicionado 4 mililitros de cada uma das soluções já citadas. Após aproximadamente 1 minuto, com o filtro completamente umedecido com o efluente teste, foi adicionado 10 sementes de alface de forma bem distribuída, conforme Figura 9.

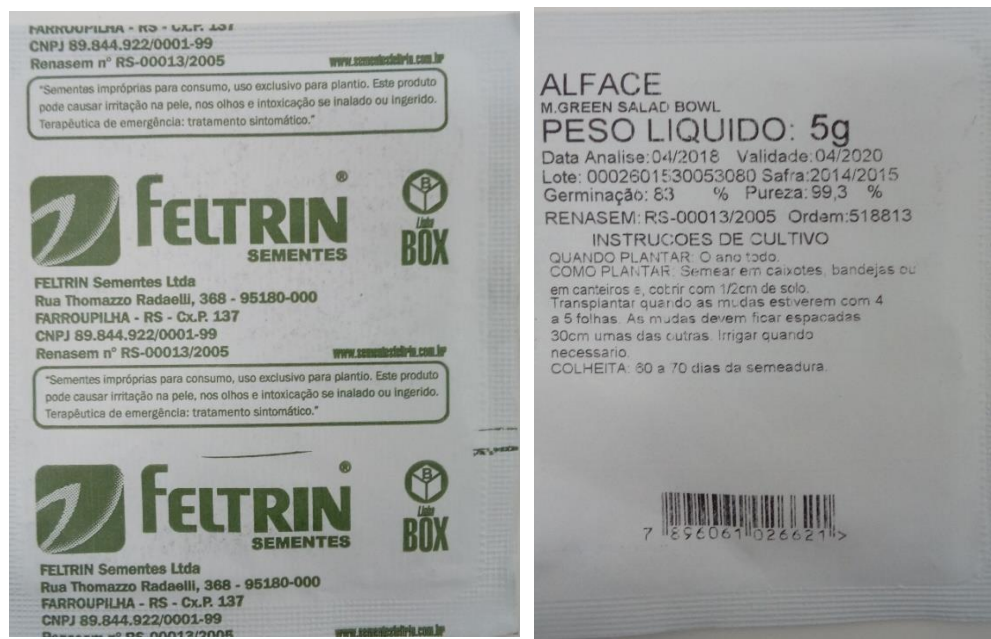
Figura 9: Placa de Petri com o filtro de papel, efluente teste e as sementes de *Lactuca sativa* distribuídas



Fonte: do autor

As sementes de *Lactuca sativa* foram adquiridas em uma agropecuária local, no municio de Taquari/RS, na data da realização dos ensaios. Na embalagem das sementes consta os dados de germinação = 83% e pureza = 99,3%, data de análise de abril/2018 e validade até abril/2010. Na figura 10 é demonstrado a embalagem das sementes.

Figura 10: Embalagem das sementes de *Lactuca sativa* (alface)



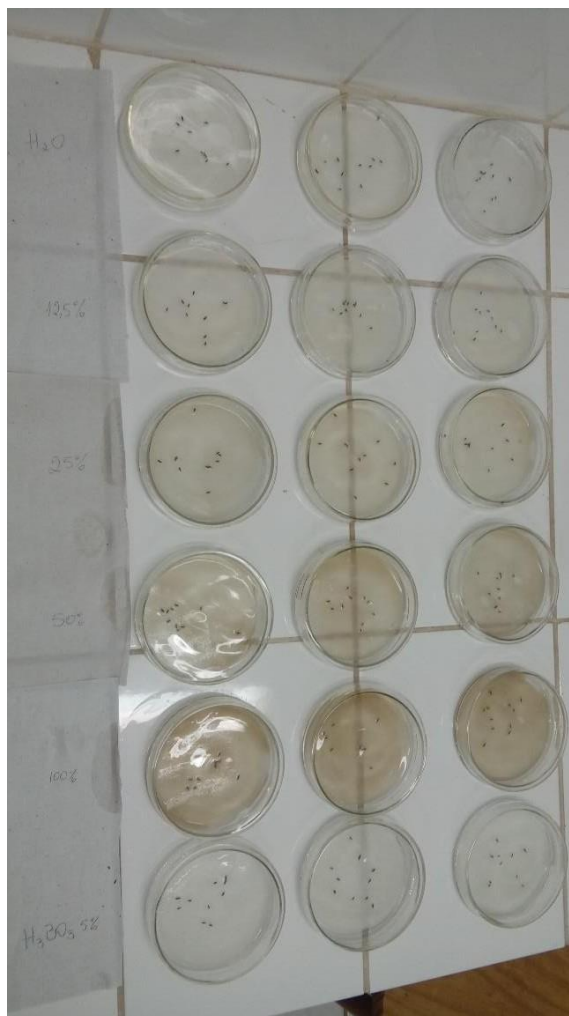
Fonte: embalagem das sementes utilizadas no presente trabalho.

Foi executado este procedimento para cada diluição realizada, em triplicata.

Para controle positivo de germinação, foi utilizado uma placa com água destilada e deionizada, em triplicata. Para negativo de germinação, foi utilizado uma solução de 5% de ácido bórico (H_3BO_3) padrão analítico, em triplicata.

Cada uma das placas de Petri foi envolvida em filme de policloreto de vinila (PVC), de forma a evitar a perda de umidade do meio, durante o período de reação de 48 horas. Na figura 11, o arranjo das amostras com o efluente bruto.

Figura 11: Ensaio contendo efluente bruto do aterro.



Fonte: do autor

Foi avaliado a resposta do organismo-teste em relação a inibição da germinação das sementes. O Calcula para as determinações é apresentado a seguir na equação 6.

$$\% \text{ germinação absoluta} = \frac{\text{n}^\circ \text{ de sementes germinadas}}{\text{n}^\circ \text{ de sementes}} \times 100 \quad (6)$$

5. APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DE RESULTADOS

Conforme descrito no item 4, as amostras de lixiviado bruto foram coletadas diretamente no sistema de drenagem do aterro, e posteriormente analisadas e submetidas aos ensaios descritos.

Nas tabelas 8 a 18 são apresentados os resultados obtidos nos experimentos, suas médias, variações, e avaliações dos resultados. As análises de resultados foram realizadas considerando-se o percentual de eficiência do processo, medida pela fração de poluente removida, e análogo a eficiência global do processo.

5.1. EFLUENTE BRUTO

Os resultados determinados no efluente bruto são apresentados na tabela 8.

Tabela 8: Resultados físico químicos determinados no efluente bruto

Parâmetros	Lixiviado bruto	U95%(*)	Unidade
pH =	7,6	±0,15	un.
Cor aparente	520,0	-	mg/LPtCo
DBO5 =	840,0	-	mg/L
DQO =	1483,8	-	mg/L
Nitrogênio total kjeldalh	898,5	-	mg/L

(*) Incerteza do ensaio com 95% de probabilidade.

Fonte: Relatório de ensaio Laboratório Hidrolab

Os resultados descritos na tabela 8 são referentes ao lixiviado bruto oriundo do aterro Santa Tecla em Gravataí-RS, determinados conforme metodologia descrita no item 4.2., e relatório de ensaio do Laboratório Hidrolab, o qual não foi divulgado por questões de sigilo empresarial.

Souto & Povinelli, 2007, descrevem a composição físico química do efluente gerado em aterros sanitários brasileiros, onde o parâmetro pH tem uma frequência de ocorrência mais provável em 78 % na faixa de 7,2 e 8,6, a DBO₅ em 75% na faixa entre <20 e 8600 mg/L, a DQO em 83% na faixa entre 190 e 22300 mg/L e Nitrogênio total kjeldalh de 76% na faixa entre 400 a 3000 mg/L.

Os resultados obtidos no efluente teste, com pH = 7,62, cor aparente = 520 mg/LPtCo, DQO =1483,8 mg O₂/L, DBO₅= 840 mg O₂/L e nitrogênio total kjeldalh = 898,51 mg/L, correspondem a parâmetros físico químicos característicos de aterros sanitários estabilizados (GOMES, 2009), e estão relativamente numa faixa adequada para serem remediados em processos de tratamento por lodo ativado aeróbio. Contudo o parâmetro nitrogênio total kjeldahl (NTK) pode ser um limitante e deve ser considerado com muita cautela.

Tabela 9: Resultados de toxicidade em sementes de Lactuca sativa (Alface), determinados no lixiviado bruto.

Diluição %	Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3	Total de sementes	Total de sementes germinadas	% germinação absoluta
H ₂ O	10	10	10	30	30	100
12,5	10	10	10	30	30	100
25	0	0	0	30	0	0
50	0	0	0	30	0	0
100	0	0	0	30	0	0
H ₃ BO ₄	0	0	0	30	0	0

Fonte: do autor

Os resultados descritos na tabela 9 demonstram que para uma concentração de 12,5 % de efluente, não houve efeito de inibição da germinação das amostras avaliadas, ou seja, com base na metodologia propostas, não ocorreu toxicidade nesta concentração de efluente, sendo portando a concentra de efeito não observado. Na

concentração de 25 % e superiores, houve a inibição total de germinação, o que é um indicativo de elevada toxicidade nesta concentração.

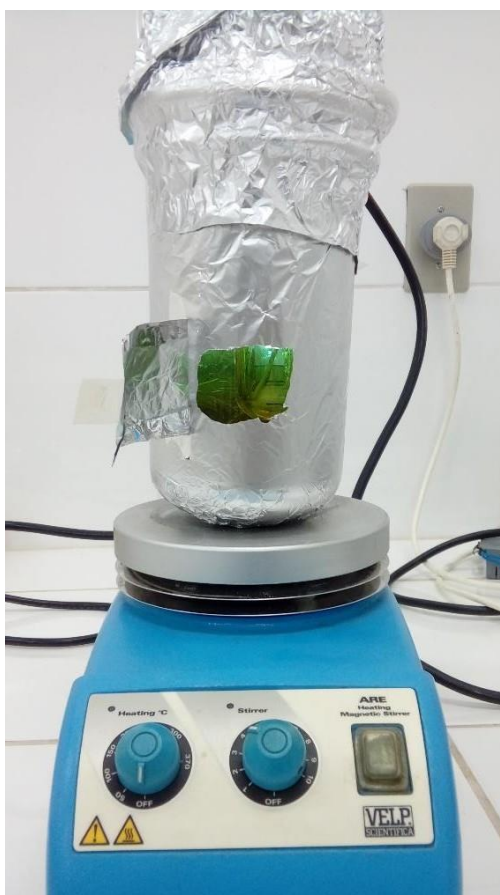
CUNHA 2011, realizou a avaliação ecotoxicológica do lixiviado bruto, oriundo da cidade de Canoas/RS, com sementes de *Lactuca sativa*, a qual apresentou taxa zero de germinação das sementes, sendo considerada uma matriz estudada bastante tóxica. FRANCO, 2017, também descreve ensaios de toxicidade com lixiviado de aterro sanitário, que conferiram uma inibição de 50% da germinação de sementes de *Lactuca sativa*, na concentração de 0,64 mL de lixiviado bruto aplicado nas amostras (placa Petri), e zero germinação quando aplicado 1 mL de lixiviado a amostra teste (placa Petri), sendo os resultados obtidos considerados de elevada toxicidade.

Diante do exposto, o lixiviado bruto gerado no aterro de Santa Tecla apresenta elevada toxicidade para sementes de *Lactuca sativa*, nas condições de ensaio descritas.

5.2. ENSAIO DE FOTO-FENTON

A seguir é demonstrado na figura 12, o reator foto-fenton previamente envolto em papel alumínio, com agitação e luz UV-C, ao final do tempo de 30 minutos de reação em temperatura ambiente. No detalhe da figura é possível visualizar a janela de inspeção.

Figura 12: Reator ensaio de foto-fenton



Fonte: do autor

O ensaio foi realizado em triplicata, e não foram observadas nenhum descontrole reacional. Na figura 13, é demonstrado uma amostra de efluente bruto (direita) e uma amostra de efluente tratado via foto-fenton (esquerda), oriundos do ensaio 3, da tabela 5.

Figura 13: Efluente tratado via processo foto-fenton



Fonte: do autor

Os resultados determinados nos ensaios de foto-fenton são apresentados na tabela 10.

Tabela 10: Resultados físicos e químicos dos experimentos de foto-fenton

Parâmetros	Unidades	Efluentes bruto	EFF1	EFF2	EFF3	EFF4	EFF5	EFF6
pH =	un.	7,62	4	3,8	3,6	3,6	3,4	3,4
Cor aparente	mg/LPtCo	520	54	43	20	129	266	400
DBO5 =	mg/L	840	322	308	282	352	399	455
DQO =	mg/L	1483,8	544	511	359	498	890	892
Nitrogênio t k	mg/L	898,51	722	699	627	705	892	898
Dosagem de Fe ⁺²	mg/L		2125	1062	708	531	425	354
Razão molar (H ₂ O ₂ /Fe ⁺²) evetiva			0,70	1,40	2,10	2,79	3,49	4,19

Fonte: do autor

Tabela 11: Eficiências de remoção obtidas nos ensaios de foto-fenton.

Parâmetros e % remoção	EFF1	EFF2	EFF3	EFF4	EFF5	EFF6
Cor aparente	89,6	91,7	96,2	75,2	48,8	23,1
DBO ₅	61,7	63,3	66,4	58,1	52,5	45,8
DQO	63,3	65,6	75,8	66,4	40,0	39,9
NTK	19,6	22,2	30,2	21,5	0,7	0,1

Fonte: do autor

Dentre os experimentos propostos, o ensaio número 3, foi o que atingiu os menores valores, respectivamente com uma dosagem de ferro = 708 mg/L e uma razão molar ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$) = 2,1, onde a cor aparente = 20 mg/L PtCo, com uma eficiência de 96,2 %, a DBO₅ = 282 mgO₂/L com uma eficiência de 66,4%, a DQO = 359 mgO₂/L com uma eficiência de 75,8%, e o Nitrogênio total kjeldalh = 627 com uma eficiência de 30,2%.

A elevada remoção de cor, pode ter contribuído positivamente para as eficiências obtidas, favorecendo a reação fotocatalítica no meio reacional.

ANFRUNS et al. (2013), através da aplicação do Foto-fenton a lixiviado de aterro sanitário, obteve uma remoção de 57% na DQO, remediando a carga de DQO=1129 mg/L para 234 mg/L, com um tempo de reação de 6,4 horas. No mesmo estudo, o autor atingiu 80% de remoção da DQO, remediando a carga de DQO_i=1534 mg/L para 498 mg/L, com um tempo de reação de 30,4 horas.

Com base nas referências citadas, a eficiência do processo proposto neste trabalho foi bastante satisfatória, uma vez que atingiu uma remoção semelhante a bibliografia, mas com um tempo de reação menor.

Tabela 12: Resultados do parâmetro toxicidade obtida nos ensaios com *Lactuca sativa*, aplicado no efluente tratado no processo foto-fenton (amostra do ensaio EFF3).

Diluição %	Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3	Total de sementes	Total de sementes germinadas	% germinação absoluta
H ₂ O	10	10	10	30	30	100
12,5	10	10	10	30	30	100
25	5	6	6	30	17	56,67
50	0	0	0	30	0	0
100	0	0	0	30	0	0
H ₃ BO ₄	0	0	0	30	0	0

Fonte: do autor

Os resultados demonstrados na tabela 12 são referentes aos ensaios com o efluente (lixiviado) tratado no ensaio 3, do processo foto-fenton. Para uma diluição de 25%, executada com água destilada, houve um total de 17 sementes germinadas, que corresponde a 56,67% de germinação, conferindo efeito inibidor na germinação das sementes, e sendo a concentração de efeito observado. Na concentração de 50 e 100% de efluente a taxa de germinação foi zero, havendo efeito de inibição total na germinação sendo, portanto, uma concentração tóxica para as sementes.

5.3. ENSAIO DE LODO ATIVADO COM ETAPA ANÓXICA, EM BATELADA

Tabela 13: Dados do balanço de massa da relação A/M DBO₅

Parâmetros de controle	Efluente	Lodo ativado	Balanço de massa
DBO₅ (mg/L)	282	12	52,5
Volume no reator (L)	0,15	0,85	1,00
Volume no reator (m ³)	0,00015	0,00085	0,001
kgDBO ₅ /m ³	0,282		
SSV (mg/L)		2500	
SSV (kg/m ³)		2,5	
T (dias)		5,6	
F/M (kg DQO/KgSSV.dia)			0,10575

Fonte: do autor

Tabela 14: Dados do balanço de massa da relação A/M DQO

Parâmetros de controle	efluente	Lodo ativado	Balanço de massa
DQO (mg/L)	359	48,8	95,33
Volume no reator (L)	0,15	0,85	1,00
Volume no reator (m ³)	0,00015	0,00085	0,001
kgDBO ₅ /m ³	0,359		
SSV (mg/L)		2500	
SSV (kg/m ³)		2,5	
T (dias)		5,6	
F/M (kg DQO/KgSSV.dia)			0,134625

Fonte: do autor

Os resultados nos ensaios de degradação biológica com o lodo ativado aeróbio, com etapa anóxica, são apresentados na tabela 15.

Tabela 15: Resultados do ensaio de lodo ativado

Parâmetros	Unidade	Entrada do Biológico		Saída do Biológico		Remoção (%)
		Média dos resultados	Desvio Padrão	Média resultados	Desvio Padrão	
pH =	un.	7,2	0,08	6,8	0,14	-
DBO ₅ =	mg/L	52,5	28,1	5,8	1,64	89,0
DQO =	mg/L	95,33	0,24	11,9	1,67	87,5
NTK =	mg/L	99,66	1,72	19,7	0,89	80,2

Fonte: do autor

A etapa biológica obteve uma remoção de 87,5 % da DQO, 89 % da DBO. As remoções de DQO e DBO obtidas nos ensaios são condizentes com as eficiências típicas de estações convencionais de tratamento de efluentes por lodos ativados (SPERLING, 2004). Contudo a remoção de nitrogênio nas referidas estações de tratamento ocorre na faixa de 25 a 30% (JORDÃO, 2014).

Neste contexto, a etapa de anóxica, planejada e inserida no processo biológico aeróbio, teve papel importante no resultado final obtido para o parâmetro de Nitrogênio, alcançado 19,7 mg/L no efluente final, com uma remoção de 80,2 %.

Tabela 16: Resultados dos ensaios de toxicidade no efluente gerado na etapa de tratamento com lodo aeróbio.

Diluição %	Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3	Total de sementes	Total de sementes germinadas	% germinação absoluta
H ₂ O	10	10	10	30	30	100
12,5	10	10	10	30	30	100
25	10	10	8	30	28	93,33
50	10	9	9	30	28	93,33
100	9	10	9	30	28	93,33
H ₃ BO ₄	0	0	0	30	0	0

Fonte: do autor

Os resultados demonstrados na tabela 16 são referentes aos ensaios com o efluente (lixiviado) tratado via processo biológico aeróbio. Para uma concentração de 100% de efluente, houve um total de 28 sementes germinadas, que corresponde a 93,33% de germinação absoluta, que quando comparados a taxa de germinação definida pelo fabricante, de 87%, é um resultado satisfatório.

5.4. ENSAIO DE TOXICIDADE COM SEMENTE DE *Lactuca sativa* (ALFACE)

Os resultados globais obtidos nos ensaios de toxicidade em sementes de *Lactuca sativa* (alface), são apresentados na tabela 17.

Tabela 17: Resultados globais da toxicidade com sementes de *Lactuca sativa*

Diluição %	% germinação absoluta		
	Lixiviado bruto	Lixiviado tratado foto-fenton	Lixiviado saída do biológico - final
H₂O	100	100	100,00
12,5	100	100	100,00
25	0	56,67	93,33
50	0	0	93,33
100	0	0	93,33
H₃BO₄	0	0	0,00

Fonte: do autor

Na tabela 15, pode ser observado a evolução do parâmetro de toxicidade, avaliado pelo bioindicador *Lactuca sativa* (Alface), método de germinação de sementes, ao longo do processo de tratamento proposto no trabalho, que compreendeu o tratamento via foto-fenton, com pós tratamento por lodo ativado aeróbio com etapa anóxica.

No lixiviado bruto, a taxa de germinação foi 100% na concentração de 12,5%, que corresponde a concentração que não foi observado efeito inibitório nas amostras, portanto sem toxicidade nas condições de ensaio. Na concentração de 25% a taxa de germinação foi zero, assim como nas concentrações de 50 e 100%, ou seja, ocorre a inibição de 100% na germinação já na concentração de 25% sendo a concentração de efeito deletério observado.

Em relação ao efluente bruto, o tratamento via foto-fenton, promoveu uma redução na toxicidade do efluente tratado, visto que concentração de efeito observado foi de 25%, com uma taxa de germinação absoluta de 56,67%. Nas concentrações de 50 e 100% ocorre a inibição de 100% na germinação, com uma taxa de germinação de zero %.

No efluente final, resultante do modelo de tratamento proposto, a germinação absoluta é de 93,33% para as concentrações de 25, 50 e 100% de efluente tratado, sendo as concentrações onde o efeito inibitório é observado. Contudo, com base na informação do fabricante de que a viabilidade média das sementes é de 83%, e nas

referências consultadas, o efeito inibitório ou toxicidade presente no efluente final, foi considerada satisfatória.

5.5. ANÁLISE DE CUSTOS

Na tabela 18 são demonstrados os custos relatados pela atual administração do aterro de Santa Tecla em Gravataí/RS, e comparados aos custos determinados por SILVA et al.2015 e CANIZALES et al. 2013, pelo processo foto-fenton aplicado no tratamento de lixiviado de aterros sanitários.

Tabela 18: Analise de custos do processo foto-fenton

Operação		Custo descrito por Silva et al. (2015), para uma remoção de 57% em 6,4 h de reação. (DQOi=1129 a DQOf=234 mg/L)	Custo descrito por Canizales et al. (2013), para uma remoção de 79% em 2 h de reação. (DQOi=1403 a DQOf=294,63 mg/L)
Geração mensal (litros)	72000	-	-
Custo total R\$ / litro =	0,185	0,021	0,009
Custo total mensal (R\$) =	13320	1512	648
Fração de custo Foto-fenton / custo total mensal no aterro (%)	-	11,35	4,86

Fonte: adaptado pelo autor com base em SOUZA, 2017.

A composição do custo total mensal do aterro de Santa Tecla, foi realizada levando-se em consideração uma geração média mensal de 72 m³ de lixiviado, base de setembro de 2018, multiplicados pela soma entre o custo de coleta e transporte (R\$ 80 por tonelada), e o custo de destinação (R\$ 105,00 por tonelada) para a empresa terceirizada de tratamento.

O critério de seleção dos autores citados, foi pela utilização do processo foto-fenton propriamente dito, foi a faixa de DQO inicial do lixiviado, e a eficiência de

remoção de DQO no processo, os quais são similares aos determinados no presente trabalho.

SILVA et al.2015, descreve um custo R\$ 0,021 por litro tratado pelo processo foto-fenton, com uma remoção de 57 % da DQO em um tempo de reação de 6,4 horas. CANIZALES et al.2013, relata um custo de R\$ 0,009 por litro de efluente tratado, para uma remoção de 79% em um tempo de reação de 2 horas.

O processo foto-fenton nas condições de ensaios descritas no presente trabalho, obtiveram uma eficiência de 75,8% na remoção de DQO, com um tempo de 30 minutos, sendo um tempo menor que o praticado pelos autores. Com base nos dados de remoção e tempo de reação é possível afirmar que o processo foto-fenton descrito no presente trabalho, foi mais eficiente em termos de custos, em relação aos trabalhos citados.

Ao compararmos somente os processos de coleta e transporte de efluente praticados atualmente pela administração do aterro Santa Tecla, com um custo de R\$ 0,08 o litro de efluente, e o processo foto-fenton, com um custo de R\$ 0,021 relatado por SILVA et al.2015, o processo foto-fenton tem um custo 73,75% menor.

6. CONCLUSÕES

Com base nos resultados das análises realizadas no lixiviado bruto oriundo do aterro Santa Tecla em Gravataí-RS, que apresentaram valores de pH = 7,62, cor aparente = 520 mg/LPtCo, DQO = 1483,8 mg O₂/L, DBO₅ = 840 mg O₂/L e Nitrogênio total kjeldalh = 898,51 mg/L, é possível concluir que os referidos parâmetros físico-químicos são característicos de aterros estabilizados. Dentre os experimentos de foto-fenton propostos, a melhor condição foi com a dosagem de Ferro = 708 mg/L e uma razão molar (H₂O₂/Fe²⁺) = 2,1, as quais apresentaram os melhores resultados, sendo a cor aparente = 20 mg/L PtCo, com uma eficiência de 96,2 %, a DBO₅ = 282 mgO₂/L com uma eficiência de 66,4%, a DQO = 359 mgO₂/L com uma eficiência de 75,8%, e o Nitrogênio total kjeldalh = 627 com uma eficiência de 30,2%. De forma global, a eficiência do processo foto-fenton proposto foi satisfatória, uma vez que atingiu uma remoção semelhante a bibliografia, mas com um tempo de reação menor. O processo foto-fenton apresenta custo relativamente baixo quando comparado aos processos físico-químicos convencionais, e sua operação atualmente é amplamente discutida e conhecida, sendo uma alternativa viável do ponto de vista de custo.

A etapa biológica obteve uma eficiência de remoção de 87,5 % da DQO e 89 % da DBO, sendo resultados condizentes com as eficiências típicas de estações de tratamento de efluentes por lodos ativados convencionais, e de 80,2 % de remoção do parâmetro nitrogênio, pela inclusão de uma etapa de anóxica a qual foi determinante para o resultado alcançado. A eficiência de remoção de nitrogênio obtida, é superior aos valores típicos de estações de tratamento convencionais,

Em relação a toxicidade, para o lixiviado bruto, a taxa de germinação foi 100% na concentração de 12,5%, que corresponde a concentração que não foi observado efeito inibitório nas amostras, portanto sem toxicidade nas condições de ensaio. Na concentração de 25% a taxa de germinação foi zero, assim como nas concentrações de 50 e 100%, ou seja, ocorre a inibição de 100% na germinação já na concentração de 25% sendo a concentração de efeito deletério observado. O tratamento via foto-fenton, promoveu uma redução na toxicidade do efluente tratado, visto que concentração de efeito observado foi de 25%, com uma taxa de germinação absoluta de 56,67%. Nas concentrações de 50 e 100% ocorre a inibição de 100% na germinação, com uma taxa de germinação de zero %. No efluente final, resultante do

modelo de tratamento proposto, a germinação absoluta é de 93,33% para as concentrações de 25, 50 e 100% de efluente tratado, sendo as concentrações onde o efeito inibitório é observado. Contudo, com base na informação do fabricante de que a viabilidade média das sementes é de 83%, e nas referências consultadas, o efeito inibitório ou toxicidade presente no efluente final, foi considerada satisfatória.

Os dados demonstram que, nas condições de ensaio, o tratamento foto-fenton combinado com lodo ativado, com etapa anóxica, aplicado no tratamento do lixiviado do aterro de Santa Tecla, obteve remoções dos parâmetros de DQO, DBO5, NTK e Toxicida suficientes para enquadrar o efluente tratado segundo a legislação vigente, com uma perspectiva de baixo custo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDRADE, L.F.; DAVIDE, L.C.; GEDRAITE, L.S. **The effect of cyanide compounds, fluorides, aluminum and inorganic oxides present in Spent Pot Liner on germination and root tip cells of *Lactuca sativa***. *Ecotox. Environ. Saf.*, v.73, p.626-631, 2010.
- ANDRADE, S. M. A. **Caracterização físico-química e tratabilidade por coagulação-floculação dos líquidos percolados gerados no aterro sanitário de Uberlândia-MG**. 182 p. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Engenharia Química da Universidade Federal de Uberlândia (FEQ/UFU), Uberlândia, 2002.
- APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington, D.C.: 2005.
- BORBA, Fernando Henrique.et al. **Tratamento do Efluente Madeireiro por Processo foto – Fenton**. *Revista Estudos Tecnológicos* – 2008
- BOTTREL, S. E. C. **Avaliação da Remoção da Etilenotriuréia (ETU) e 1,2,4-Triazol Através de Processos Oxidativos Avançados e Adsorção**. 2012. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, UFMG, Belo Horizonte.
- BRASIL. **Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005**. AMBIENTE-CONAMA, C. N. D. M. Publicado no D.O.U 2011.
- CUNHA, B. M. **Avaliação ecotoxicológica de distintos tipos de efluentes mediante ensaios de toxicidade aguda utilizando *Artemia Salina* e *Lactuca sativa***. 2011. Trabalho de conclusão (Graduação). Instituto de química, UFRGS, Rio Grande do Sul.
- CASSANO, D., ZAPATA, A., BRUNETTI, G., DEL MORO, G., DI IACONI, C., OLLER, I., MALATO, S., MASCOLO, G. (2011). **Comparison of several combined/integrated biological-AOPs setups for the treatment of municipal landfill leachate: minimization of operating costs and effluent toxicity**, *Chem. Eng. J.*
- COELHO, M.G., MARAGNO, A.L., LEMOS, J.C., LIMA, S.C., ALBUQUERQUE, Y.T., 2002. **Avaliação Ambiental do Aterro Sanitário de Uberlândia**, Relatório, 1000 p.

CORTEZ, S.; TEIXEIRA, P.; OLIVEIRA, R.; MOTA, M. (2010) **Ozonation as polishing treatment of mature landfill leachate**. *Journal of Hazardous Materials*, v. 182, p. 730-734

DEZOTTI, M.; BILA, D. M.; AZEVEDO, E. B. (2008). **Processos e Técnicas para o Controle Ambiental de Efluentes Líquidos**. Série Escola Piloto de Engenharia Química COPPE / UFRJ. Vol.5. Rio de Janeiro. 360 p.

FLORES, R.G., 2008. **Aplicação de processos oxidativos avançados homogêneos e heterogêneos na degradação de efluentes de curtume**. Dissertação (metrado). Programa de pós-graduação em engenharia civil. UFSM. Rio Grande do Sul

FRANCO, A.; MARTINS, G.; MUSSEL, Y.; MORENO, S.; THODE, S.; MARQUES, M., 2017. **Ecotoxicidade de lixiviado de aterro sanitário na germinação de sementes de alface (*lactuca sativa* L.) E pepino (*cucumis sativus* L.)**. Revista de estudos ambientais. FURB. CAPES. v.19, n. 1, p.36-43, jan./jun. 2017

GOMES, Luciana Paulo (Coord.). **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Programa de Pesquisas em Saneamento Básico, 2009

HELMER-MADHOK, C.; SCHMID, M.; FILIPOV, E.; GAUL, T.; HIPPEN, A.; ROSENWINKEL, K.H.; SEYFRIED, C.F.; WAGNER, M.; KUNST, S. (2002) **Deammonification in biofilm systems: population structure and function**. *Water Science and Technology*, v. 46, n. 1-2, p. 223-231.

MARCELINO, R. B. P. **Aplicação de Processos Oxidativos Avançados para o tratamento de efluente da produção de antibióticos**. 2014. 148 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014

MONTEIRO, L. V. (2012). **Estudo de tratabilidade do lixiviado de aterro sanitário pelos processos oxidativos avançados foto-fenton, ozônio e ozônio combinado com peróxido de hidrogênio**. 207p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Eng. Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos

Kurniawan, T.A.; Lo, W.; Chan, G.Y.S. (2006) **Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate**. *Journal of Hazardous Materials*, B129, p. 80-100.

LEME, D. M.; MARIN-MORALES, M. A. **Allium cepa test in environmental monitoring: A review on its application**. *Mut. Res.* v.682, p.71–81, 2009.

OLOIBIRI, Violet et al. (2016). **Removal of organic matter and ammonium from landfill leachate through different scenarios: Operational cost evaluation in a full-scale case study of a Flemish landfill**. *Journal Of Environmental Management*, Nairobi, p.1- 8.

OMAN, C. B.; JUNESTEDT, C. **Chemical characterization of landfill leachates - 400 parameters and compounds**. Waste Management In Press, Corrected Proof, 2007.

PETEAN, P.G.C., 2005. **Avaliação dos Processos de Fenton e Foto-Fenton no tratamento de líquidos Percolados Provenientes do Aterro Sanitário de Uberlândia - MG**, PPGEQ/ Faculdade de Engenharia Química da UFU, Uberlândia - MG. (Dissertação de Mestrado)

PIGNATELLO, J. J.; OLIVEROS, E.; MACKAY, A. **Advanced oxidation processes for organic contaminant destruction based on the Fenton reaction and related chemistry**. Crit. Rev. Env. Sci. Technol., v. 36, p. 1-84, 2006.

PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico; **Gerenciamento de resíduos sólidos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviado de aterro sanitário**; Sermografi artes gráficas e editora Ltda; Florianópolis, 2006. 494p.

RODRIGUES, L. C. A.; BARBOSA, S.; PAZIN, M.; MESELLI, B. S.; BEIJO, L. A.; KUMMROW, F. (2013). **Fitotoxicidade e citogenotoxicidade da água e sedimento de córrego urbano em bioensaio com *Lactuca sativa***. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 17, n. 10.

SOUZA, Amanda. 2017. **Processo fenton homogêneo no tratamento do lixiviado de aterro sanitário: avaliação de custos e remoção de dco**. Trabalho de conclusão do curso de Engenharia Ambiental – Universidade Federal de Juiz de Fora/MG.

SOUZA, K.R. **Degradação Foto Fenton de Carbono Orgânico Total em efluentes da indústria de beneficiamento de castanha de caju**. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2005.

SOUTO, G. D'A. B., POVINELLI J., 2007, **Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil**, 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte, MG, Brasil

SCHMIDT, I; SLIEKERS,O; SCHMID, M; BOCK,E; FUERST,J; KUENEN,J JETTEN,M; STROUS,M. **New concepts of microbial treatment process for the nitrogen removal in wastewater**. FEMS Microbiology reviews, N. 27, pp 481-492. 2003

TEIXEIRA, C. P. de A. B.; JARDIM, W. de F. **Processos Oxidativos Avançados, Conceitos Teóricos**: caderno temático. Campinas, 2004. 83 p.